Agriculture, Pêcheries et Alimentation
Québec

Document de travail
Direction générale des pêches et de l'aquaculture commerciales

CARACTERISATION DES EFFLUENTS DE STATIONS PISCICOLES QUEBECOISES

par

Guy Ouellet
Biologiste

Direction de l'innovation et des technologies
Station technologique piscicole des eaux douces
200, chemin Sainte-Foy, 12e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Avril 1998

106-0 5604 /

TABLE DES MATIÈRES

Table des matières i

Liste des tableaux ii

Résumé iii

1- Introduction 1

2- Matériel et méthodes 5

3- Résultats 11

3.1- Stations piscicoles 11
3.2- Milieu récepteur 15

4- Discussion 19

4.1- Caractérisation des effluents piscicoles 19
4.2- Qualité des eaux des milieux récepteurs 21
4.3- Impacts sur le milieu récepteur 23
4.4- Méthodes de réduction des rejets de phosphore 25

5- Conclusion 29

6- Remerciements 31

7- Références 35

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Description des paramètres analysés 8

Tableau 2 : Méthodes d'analyse 9

Tableau 3 : Données générales sur les entreprises visitées 11

Tableau 4 : Concentrations moyennes, minimales et maximales, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (4 stations piscicoles) 12

Tableau 5 : Efficacités moyennes des étangs de sédimentation (4 stations piscicoles) 13

Tableau 6 : Bilans massiques moyens, minimums et maximums, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (4 stations piscicoles), en fonction de l'aliment distribué 14

Tableau 7 : Bilans massiques moyens, minimums et maximums, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (4 stations piscicoles), en fonction de l'inventaire de poissons 15

Tableau 8 : Description des rivières réceptrices 16

Tableau 9 : Concentrations moyennes, minimales et maximales, en rivière (5 stations piscicoles) 17

Tableau 10 : Bilans massiques en fonction de l'inventaire de poissons, selon différents auteurs 20

Tableau 11 : Comparaison des concentrations en rivières avec les critères de qualité de l'eau du MEF 23

Tableau 12 : Concentrations de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels 24

Tableau 13 : Apports massiques de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels 25

RÉSUMÉ

La production piscicole au Québec a augmenté constamment depuis 20 ans, et de façon plus importante, dans les 5 dernières années. Pour rentabiliser leur production, les pisciculteurs ont dû intensifier leur production, ce qui pourrait entraîner des impacts sur la qualité des milieux récepteurs. Peu de travaux ont été effectués récemment sur ce sujet. Les objectifs de ce travail étaient de caractériser les effluents de stations piscicoles de grande taille et la qualité des cours d'eau récepteurs, afin d'évaluer par la suite quels types d'équipements pourraient être efficaces pour leur traitement. Le projet consistait à échantillonner les effluents de 5 stations piscicoles commerciales de grande taille, ainsi que l'eau des rivières réceptrices. Une première campagne d'échan-tillonnage a eu lieu, à l'été 1996 et une deuxième, à l'hiver 1997. Les résultats démontrent que des stations piscicoles différentes ont des rejets similaires si elles ont des charges de poissons équivalentes par rapport à leur débit. Les effluents sont très dilués et les charges rejetées dans l'environnement sont assez faibles relativement à d'autres secteurs d'activités. De tous les paramètres analysés, les rejets de phosphore sont les seuls à amener des dépassements des critères de qualité d'eau du ministère de l'Environnement et de la Faune. Comme certains milieux récepteurs sont plus sensibles à l'eutrophisation, des méthodes de réduction des rejets de phosphore sont proposées.

1- Introduction

La production piscicole québécoise a progressé depuis 20 ans, passant de 43 tonnes en 1976 à 1900 tonnes en 1996 (Morin, 1997). Celle-ci est surtout constituée d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) destinée au marché de l'ensemencement et de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), pour le marché de la consommation. L'augmentation de la production a été plus forte depuis 1993 et était surtout destinée à ce dernier marché qui présente un bon potentiel de croissance. Le nombre d'entreprises produisant plus de 10 tonnes annuellement a augmenté depuis 1989, ce qui reflète une intensification de la production au Québec. La production québécoise de truite est cependant inférieure à celle de l'Ontario qui aurait été de 3 200 à 3 400 tonnes en 1995 (Moccia et Bevan, 1996). La production mondiale de truite arc-en-ciel a été de 330 500 tonnes en 1994, les principaux producteurs étant la France et le Danemark avec plus de 40 000 tonnes chacun (New, 1997). Le volume de production de l'industrie québécoise est donc faible sur l'échelle mondiale.

Pour que leurs entreprises deviennent rentables, les pisciculteurs ont dû, pour la plupart, intensifier leur production, utilisant l'eau au maximum et maintenant des inventaires élevés de poisson. Cette intensification de la pisciculture pourrait entraîner certains impacts sur l'environnement. Leur importance sera dépendante de la gestion des élevages, des techniques d'alimentation, de la composition des aliments, de la sélection du site et du traitement des eaux de rejets. Des changements typiques à la qualité de l'eau après son utilisation à des fins piscicoles sont (UMA Engineering, 1988) :

- diminution de la quantité d'oxygène ;
- augmentation des composés reliés au métabolisme du poisson tels que les déchets organiques, les composés azotés et le phosphore ;
- changement de la température de l'eau ;
- changement du pH selon le métabolisme du poisson et la capacité tampon de l'eau ;
- augmentation des solides en suspension, des solides sédimentables et du phosphore reliés aux aliments non ingérés.

La composition des aliments, leur digestibilité et le taux de conversion alimentaire conditionnent en grande partie le niveau des rejets dus à l'activité piscicole, et donc la libération dans le milieu naturel de matières organiques et de nutriments (phosphore et azote) (Ackefors et Enell, 1994). Ceux-ci peuvent amener des changements dans les écosystèmes, particulièrement l'eutrophisation des milieux aquatiques. L'eutrophisation d'un milieu se produit quand celui-ci évolue vers un état plus riche en nutriments. Des signes caractéristiques sont (Persson, 1991) :

- augmentation de la production et de la biomasse phytoplanctonique ;
- diminution de la transparence de l'eau à cause de l'augmentation de la production phytoplanctonique ;

- augmentation de la consommation d'oxygène due à la décomposition de la matière organique ;
- possibilité de développement de conditions anoxiques près du fond, qui pourraient alors amener un relâchement de nutriments liés aux sédiments ;
- changement de la composition et de la diversité des communautés biologiques.

Les risques d'eutrophisation du milieu par les activités piscicoles constituent, pour l'instant, un frein au développement de plusieurs entreprises. Plusieurs pisciculteurs sont conscients de ces contraintes et sont désireux d'y apporter des solutions. Mais souvent ceux-ci ne connaissent pas l'importance des rejets de leurs entreprises, ni leur impact sur le milieu ni la façon d'y remédier.

La majorité des travaux de caractérisation des effluents piscicoles ont été réalisés en Europe, particulièrement dans les années 1970 et 1980. Dans les fermes de truite arc-en-ciel, il y a eu les travaux de Bergheim et Selmer-Olsen (1978) et Bergheim *et al.* (1984) en Norvège, CEMAGREF (1983) en France, Clark *et al.* (1985) en Angleterre, Foy et Rosell (1991 a et b) en Irlande, et Rennert (1994) en Allemagne. Un atelier de travail a eu lieu en 1981 au Danemark sous l'égide de la FAO pour discuter des connaissances de ce moment dans plusieurs pays européens (Alabaster, 1982).

Peu d'études ont été faites en Amérique du Nord pour caractériser les effluents piscicoles ou pour évaluer l'impact sur le milieu naturel des activités piscicoles. Aux États-Unis, les travaux les plus récents sont ceux de Kendra (1991) dans différents établissements de production de salmonidés de l'État de Washington, et de Axler *et al.* (1997) dans 2 entreprises commerciales de truites arc-en-ciel du Minnesota.

En Ontario, deux rapports ont été publiés par le ministère de l'Environnement (UMA Engineering Ltd., 1988 ; Stechey et Trudel, 1990) qui faisaient une revue bibliographique sur la caractérisation des rejets piscicoles et sur les méthodes de traitement possible. On retrouvait aussi dans Stechey et Trudel (1990) des données de caractérisation physico-chimique des effluents d'un grand nombre de stations piscicoles ontariennes. Il y a aussi eu un congrès international à l'Université de Guelph, en 1990, qui cherchait à trouver des solutions aux problèmes environnementaux par le biais de la composition des aliments (Cowey et Cho, 1991).

Au Québec, un travail sur les effets d'un élevage en cage flottante en lac a été publié en 1993 (Cornel et Whoriskey, 1993) et une étude a été réalisée en 1994 pour caractériser les effluents de la Station piscicole gouvernementale de Tadoussac (Laporte et Pellerin, 1994). Cependant, les données de ces études ne peuvent être transposées aux autres entreprises québécoises à cause des principes de fonctionnement différents (élevage en cage flottante en lac dans le premier cas, station de production de juvéniles de saumon atlantique opérant en circuit fermé dans le second). Deux revues bibliographiques ont aussi été faites au Québec par Lévesque (1989) pour étudier les impacts possibles des effluents piscicoles sur les rivières à saumon, et par Hansen et Filion (1993), pour présenter des modèles de calcul des rejets et des méthodes de traitement possible.

Plusieurs des travaux précédents datent de quelques années et ne reflètent pas les développements récents apportés aux aliments. La demande des pisciculteurs québécois pour une meilleure connaissance de l'impact de leurs activités sur l'environnement, ainsi que le manque de données récentes, nous ont amené à concevoir le projet actuel. Ses objectifs étaient de caractériser les effluents de stations piscicoles de grande taille et la qualité des cours d'eau récepteurs. Il visait aussi à faire une évaluation préliminaire des équipements actuels de traitement (étangs de sédimentation). Les résultats devaient permettre d'identifier des solutions et des techniques permettant de limiter les rejets piscicoles. De plus, le calcul de standards de rejets en fonction de l'inventaire ou de la quantité de nourriture distribuée permettrait d'évaluer les rejets de projets d'implantation ou d'expansion de station piscicole, ainsi que de comparer nos résultats avec ceux déjà publiés dans la littérature.

2- Matériel et méthodes

Stations piscicoles échantillonnées

L'échantillonnage s'est déroulé dans 5 stations piscicoles commerciales de grande taille, ainsi que dans une station gouvernementale du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Cette dernière n'a été échantillonnée qu'en été. Les sites visités sont :

- Pisciculture des Alléghanys inc., St-Damien de Buckland ;
- Truites des Sources (1990) inc., Woburn ;
- Pisciculture du Lac William inc., Bernierville ;
- Ferme piscicole des Bobines, East-Hereford ;
- SIMDAR, St-Alexis-des-Monts ;
- Station piscicole du Lac-des-Écorces, MEF, Val Barrette (été seulement).

Ces stations étaient représentatives des différents modes d'opération utilisés au Québec : bassins circulaires, raceways, étangs. Des marques d'aliments pour poissons couramment vendues au Québec y étaient utilisées : Corey, Moore-Clark, Shur-Gain.

Périodes d'échantillonnage

Un des buts du projet étant d'évaluer l'impact de la pisciculture sur l'environnement. L'échantillonnage a été planifié pour se dérouler pendant les périodes les plus critiques pour les rivières, soit pendant les étiages d'été et d'hiver.

La première phase d'échantillonnage a eu lieu du 5 août au 18 septembre 1996. La deuxième phase a eu lieu du 17 février au 27 mars 1997.

Points d'échantillonnage

Pour atteindre les différents objectifs visés par le projet, les points d'échantillonnage étaient situés :

1. à l'entrée d'eau neuve de la station piscicole, avant le premier bassin (hiver seulement) ;
2. à l'affluent de l'étang de sédimentation ;
3. à l'effluent de l'étang de sédimentation ;
4. dans la rivière, environ 50 m en amont de l'émissaire de la station piscicole ;
5. dans la rivière, environ 300 m en aval de l'émissaire de la station piscicole.

Deux entreprises visitées avaient plus d'un étang de sédimentation. Les étangs recevaient cependant des quantités comparables d'eau à traiter et étaient de dimensions similaires. Nous avons donc échantillonné dans un seul étang en supposant une efficacité égale des autres étangs. La station gouvernementale n'ayant pas d'étang

de sédimentation, les échantillons ont été récoltés dans le tuyau de collecte de l'évacuation de toutes les lignes de raceways, peu avant sa sortie à la rivière.

Les échantillons au point 2 ont été pris, en été, à environ 2,5 m du tuyau de l'affluent. En hiver, cette distance a été rapprochée à environ 30 cm. Les crépines des échantillonneurs étaient installées à une profondeur moyenne de 20 cm.

Au point 3, les prélèvements ont été faits dans le milieu du canal d'évacuation pour les entreprises ainsi équipées. Pour les stations où l'évacuation se fait par un tuyau, les crépines ont été installées à environ 1 m de la sortie en été, et ont été rapprochées en hiver (entre 10 et 50 cm de la décharge).

Les échantillons des points 4 et 5 ont été pris, en autant que possible (accès à gué), vers le milieu de la rivière, légèrement (10 à 30 cm) sous la surface de l'eau. Lorsque la profondeur de la rivière était inférieure à 30 cm, le prélèvement était fait à mi-profondeur. Les distances par rapport à l'émissaire ont été respectées en autant que possible, mais ont parfois dû être modifiées à cause de la topographie du milieu. Les mêmes points d'échantillonnage en rivière ont cependant été utilisés pour les 2 périodes.

Mode et fréquence d'échantillonnage

Échantillonnage d'été :

- Caractérisation physico-chimique : ces échantillonnages ont été faits en continu, avec des échantillonneurs automatiques ISCO 3700, 3710 ou 6700. L'échantillonnage s'étendait du lundi midi au jeudi midi, soit une période de 3 jours consécutifs. Les prélèvements ont été intégrés par période de 24 heures. Les appareils ont été programmés pour prélever 100 mL d'eau à toutes les 15 minutes.

- Bactériologie : 3 échantillons instantanés consécutifs ont été pris manuellement à 5 minutes d'intervalle et aux 2 sites dans la rivière seulement. Ces 3 prélèvements n'ont pas été mélangés ensemble. Cet échantillonnage n'a été fait qu'une fois par station piscicole.

Échantillonnage d'hiver :

- Caractérisation physico-chimique : cette partie s'est déroulée sur 3 jours consécutifs, du lundi midi au jeudi midi. Les prélèvements étaient effectués différemment selon le point d'échantillonnage.

- Entrée d'eau neuve de la station piscicole : ces échantillons ont été composés manuellement en prenant 500 ml d'eau à toutes les 5 minutes pendant 45 minutes. Chaque prélèvement était versé dans une même bouteille de 4 litres. Lorsque la bouteille était pleine, on homogénéisait l'échantillon avant de le

transférer dans les bouteilles du laboratoire. Cet échantillonnage a été répété une fois par jour à chacun des 3 jours.

- Affluent et effluent de l'étang de sédimentation : ces échantillonnages ont été faits en continu, avec des échantillonneurs automatiques ISCO 6700. Les prélèvements ont été intégrés par période de 24 heures. Les appareils ont été programmés pour prélever 100 mL d'eau à toutes les 15 minutes.

- Dans la rivière : les points d'échantillonnage en rivière étaient les mêmes qu'à l'été. Les échantillons ont cependant été composés manuellement comme pour les échantillons à l'entrée d'eau neuve.

- Bactériologie : 3 échantillons instantanés consécutifs ont été pris manuellement à 5 minutes d'intervalle, à la sortie de l'étang de sédimentation et aux 2 sites dans la rivière. Ces 3 prélèvements n'ont pas été mélangés ensemble. Cet échantillonnage n'a été fait qu'une fois par station piscicole.

Les prélèvements faits avec les échantillonneurs automatiques étaient recueillis dans des bouteilles de 10 L en polyéthylène. En été, la cuve contenant cette bouteille était remplie de glace pour maintenir la température de l'eau autour de 4°C. Des vérifications fréquentes étaient faites et de la glace était ajoutée au besoin. En hiver, pour éviter le gel des échantillons, l'échantillonneur était placé dans une boîte isolée et les canalisations d'amenée étaient entourées d'isolant de la surface de l'eau jusqu'à l'échantillonneur. L'eau a gelé à quelques reprises dans les canalisations, mais des vérifications fréquentes ont permis de limiter le nombre d'échantillons perdus. Lorsque chaque période de 24 heures était terminée, on homogénéisait l'échantillon dans la bouteille de 10 L des échantillonneurs automatiques. On remplissait ensuite les 4 bouteilles du laboratoire pour chaque point d'échantillonnage.

Tous les échantillons étaient conservés à 4°C dans une glacière et envoyés après chaque période de 24 heures par messagerie au Laboratoire de génie sanitaire du Québec à Québec. Ce laboratoire est accrédité par le ministère de l'Environnement et de la Faune pour effectuer, entre autres, des analyses chimiques dans le secteur des eaux usées.

Paramètres analysés

La description des paramètres analysés est présentée au Tableau 1. Les méthodes d'échantillonnage utilisées ainsi que les limites de détection des méthodes figurent au Tableau 2.

Tableau 1 : Description des paramètres analysés

Symbole	Paramètre	Description
DBO_5 tot.	Demande biochimique en oxygène (total)	Mesure de la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes aérobies pour oxyder la matière organique en une forme inorganique stable.
DBO_5 dis.	Demande biochimique en oxygène (dissous)	Mesure pour la matière organique dissoute seulement.
DCO tot.	Demande chimique en oxygène (total)	Mesure de la quantité d'oxygène équivalant à la quantité de matières organiques dans un échantillon d'eau qui peut être oxydée par un oxydant chimique puissant.
DCO dis.	Demande chimique en oxygène (dissous)	Mesure pour la matière organique dissoute seulement.
MES	Matières en suspension	Matière solide totale présente en suspension dans l'eau.
MVS	Matières volatiles en suspension	Phase organique de la matière solide présente en suspension dans l'eau.
pH	pH	Indique l'équilibre entre les acides et les bases dans l'eau. Mesure de la concentration des ions hydrogène en solution.
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	Azote ammoniacal (total)	Produit naturel de la dégradation biologique des substances azotées (protéines, acides aminés, etc).
NTK	Azote total Kjeldahl	Dosage simultané de l'ammoniac et de l'azote organique (protéines, polypeptides, urée).
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	Azote - nitrites et nitrates	Produits résultant de l'oxydation microbienne de l'ammoniac.
P total	Phosphore total	Macroélément nutritif essentiel à la vie. Substance nutritive limitante pour les végétaux en eau douce.
P dissous	Phosphore dissous	Mesure de la phase dissoute seulement du phosphore.
Colif. totaux	Coliformes totaux	Mesure de toutes les bactéries coliformes présentes dans l'eau.
Colif. fécaux	Coliformes fécaux	Mesure des bactéries coliformes d'origine fécale (présentes seulement dans l'intestin des homéothermes).

Tableau 2 : Méthodes d'analyse

Paramètre	Limite de détection	Réf. méth. analytique
DBO_5 total	2 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 5210 B
DBO_5 dissous	2 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 5210 B
DCO total	1 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 5220 B
DCO dissous	1 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 5220 B
Matières en suspension	1 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 2540 D
Matières volatiles en suspension	1 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 2540 DE
pH	NA	APHA *et al.* (1992) # 4500-H^+ B
Azote ammoniacal	0,02 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 4500 NH_3 F
Azote total Kjeldahl	0,2 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 4500 N_{org} B et C et 4500 NH_3 B et C
Azote - nitrites et nitrates	0,02 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 4500 NO_3^- C
Phosphore total	0,02 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 4500 P BE
Phosphore dissous	0,02 mg/L	APHA *et al.* (1992) # 4500 P BE
Coliformes fécaux	0	APHA *et al.* (1992) # 9222 D
Coliformes totaux	0	APHA *et al.* (1992) # 9222 B

Analyse des données

Un premier contrôle des données a été fait dès leur réception. Si des résultats étaient trop différents des autres, une demande de validation était faite auprès du laboratoire. Deux données ont été rejetées, car elles étaient aberrantes. De plus, les données de DCO se sont souvent révélées être très variables d'une journée à l'autre pour une même station. Les données de DCO étaient même parfois inférieures aux résultats de DBO_5 pour les mêmes échantillons. La même observation avait été faite dans un travail que nous avons réalisé dans un autre établissement piscicole. Un manque de précision de la méthode pour les faibles concentrations semble causer cette anomalie. Ceci nous a donc amenés à rejeter tous les résultats de DCO. Par contre, les résultats pour tous les autres paramètres étaient assez constants dans le temps.

Les données se situant sous la limite de détection ont été remplacées par une valeur équivalant à la moitié de celle-ci (Bérubé, 1991 ; MEF, 1996 ; Robitaille, 1995, 1997). Ceci permettait de calculer des moyennes en tenant compte de l'ensemble des données. Une transformation logarithmique a été faite sur les concentrations de coliformes avant de faire les moyennes, afin de tenir compte des valeurs extrêmes. Les calculs des moyennes, des maximums et des minimums ont été faits avec des chiffriers Excel. Seules ces dernières valeurs sont présentées dans ce rapport afin de respecter une entente de confidentialité entre le MAPAQ et les pisciculteurs impliqués.

Toutes les données pour l'affluent et l'effluent de l'étang de sédimentation ont été corrigées en soustrayant les valeurs observées dans l'eau neuve. Étant donné que l'échantillonnage de l'eau neuve n'a été fait qu'en hiver, les mêmes données ont été utilisées pour corriger les 2 échantillonnages. Les approvisionnements provenant surtout de nappes souterraines et de lacs pour 2 cas, on peut supposer que la qualité de l'eau varie peu au cours de l'année.

Autres données

Les autres données qui ont été prises lors de notre présence sur le site sont :

- le débit de la station piscicole ;
- la biomasse en inventaire au moment de l'échantillonnage ;
- la quantité d'aliments distribuée pendant la période d'échantillonnage ;
- le taux de conversion alimentaire estimé par le producteur ;
- la composition générale de l'aliment telle que décrite par le manufacturier.

3- Résultats

3.1- Stations piscicoles

Le Tableau 3 présente quelques données descriptives sur les stations piscicoles où l'échantillonnage a eu lieu. Les inventaires de poissons, en fonction du débit d'eau utilisé (charge-débit), étaient élevés dans toutes les entreprises commerciales sauf pour une entreprise et pour la station gouvernementale où ils étaient beaucoup plus bas. Plusieurs entreprises utilisaient moins d'eau en hiver tout en ayant plus d'inventaire, ce qui explique l'augmentation de la charge-débit à cette saison. Le taux d'alimentation a été obtenu en divisant la quantité totale d'aliment distribué en une journée par l'inventaire total. Ce taux est assez variable entre les entreprises, dépendant en partie de l'importance des différentes tailles de poisson dans l'inventaire.

Tableau 3 : Données générales sur les entreprises visitées

Paramètre	Entreprise					
été						
Charge-débit (kg poissons/m³-h)	170,9	145,2	128,1	87,1	22,5	3,4
Température eau neuve (°C)	11,0	8,4	14,0	15,0	16,0	14,0
Température eau usée (°C)	11,0	14,5	14,5	18,0	17,0	14,0
Taux d'alimentation (%)	0,74	1,03	1,22	1,78	1,08	1,33
hiver						
Charge-débit (kg poissons/m³-h)	243,1	153,9	326,3	139,8	26,0	
Température eau neuve (°C)	5,0	5,8	5,9	3,0	0,7	
Température eau usée (°C)	4,8	4,0	2,7	1,7	0,5	
Taux d'alimentation (%)	0,45	0,33	0,25	0,79	0,23	

Les concentrations moyennes de 4 entreprises piscicoles à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation pour les 2 périodes d'échantillonnage sont présentées au Tableau 4. Les deux stations ayant une charge-débit très inférieure aux autres avaient en général des concentrations plus basses pour la majorité des paramètres. Ces valeurs étaient souvent sous les limites de détection des méthodes. L'inventaire de poissons n'était donc pas assez élevé par rapport au débit d'eau circulant dans la station piscicole. Les résultats de ces entreprises n'ont donc pas été considérés dans la moyenne. Pour les autres entreprises ayant des charges-débit semblables, les résultats étaient du même ordre de grandeur. Il y avait aussi une tendance générale vers une augmentation des concentrations avec la charge-débit.

Tableau 4 : Concentrations moyennes, minimales et maximales, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (4 stations piscicoles)

Paramètre	Concentration (mg/L)			
	Affluent		Effluent	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	6,7 (5,0 - 8,3)	3,6 (2,0 - 4,3)	6,1 (4,0 - 7,7)	3,0 (2,0 - 4,3)
DBO_5 dissous	4,9 (3,3 - 7,3)	3,0 (1,3 - 4,0)	3,8 (1,5 - 6,0)	3,0 (1,3 - 4,3)
MES	9,6 (5,1 - 15,2)	5,2 (2,8 - 7,2)	5,6 (4,6 - 7,0)	3,7 (2,3 - 6,5)
MVS	5,0 (3,8 - 7,5)	3,0 (1,7 - 5,0)	3,4 (2,5 - 4,3)	2,2 (0,5 - 5,2)
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	1,4 (1,2 - 1,9)	0,8 (0,4 - 1,2)	1,4 (1,0 - 1,7)	0,7 (0,3 - 1,2)
NTK	2,1 (1,8 - 2,6)	1,4 (0,7 - 2,1)	2,0 (1,7 - 2,3)	1,3 (0,6 - 1,9)
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,04 (0,01 - 0,12)	0,04 (0,01 - 0,07)	0,04 (0,01 - 0,12)	0,03 (0,01 - 0,06)
P total	0,30 (0,23 - 0,39)	0,16 (0,10 - 0,23)	0,24 (0,17 - 0,28)	0,14 (0,07 - 0,21)
P dissous	0,17 (0,12 - 0,23)	0,10 (0,05 - 0,17)	0,15 (0,09 - 0,23)	0,09 (0,03 - 0,15)
Colif. totaux				52 (29 - 189)
Colif. fécaux				2 (1 - 12)

On observe au Tableau 4 que pour tous les paramètres, les concentrations sont plus faibles en hiver qu'en été. Ceci était un résultat attendu puisque l'intensité de l'alimentation est moindre avec les températures plus froides. Les écarts entre les valeurs minimales et maximales sont parfois, selon les paramètres, assez importants, même si on a enlevé les 2 stations aux résultats très différents. Ceci est inévitable dans un projet comme celui-ci où l'échantillonnage s'est déroulé dans des stations piscicoles ayant un aménagement, des inventaires de poissons et des taux d'alimentation différents.

À partir du Tableau 4, nous avons calculé le pourcentage de variation dans les concentrations mesurées entre l'effluent et l'affluent de l'étang de sédimentation (Tableau 5). On observe que pour tous les paramètres, il y a une variation à la baisse dans l'étang de sédimentation. Cependant, ces valeurs étaient très variables d'une entreprise à l'autre. Ceci peut facilement s'expliquer par le fait que le temps de rétention,

la configuration des étangs, de leurs entrées et sorties, étaient différents d'une entreprise à l'autre.

En moyenne, les étangs de sédimentation ont enlevé 29 à 42 % des MES et 10 à 20 % du phosphore (Tableau 5). Des essais préliminaires de décantation faits par le ministère de l'Environnement et de la Faune montraient que l'efficacité des étangs de sédimentation pourrait être améliorée pour l'enlèvement des MES, soit en modifiant la gestion de l'étang ou sa conception (Gagnon, 1997). Cependant, ces essais n'ont été faits qu'une seule fois et devraient être répétés.

Tableau 5 : Efficacités moyennes des étangs de sédimentation (4 stations piscicoles)

Paramètre	% de variation (effluent/affluent)	
	été	hiver
DBO_5 total	- 9,9	- 16,4
DBO_5 dissous	- 22,0	0
MES	- 42,2	- 28,7
MVS	- 33,2	- 28,2
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	- 4,8	- 9,5
NTK	- 4,4	- 7,0
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	- 4,4	- 28,1
P total	- 19,1	- 13,4
P dissous	- 10,1	- 12,3

Nous avons aussi calculé, à partir des données du Tableau 4, des bilans massiques à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation. Ces bilans ont été calculés en fonction de la quantité d'aliment distribué quotidiennement et de l'inventaire total présent dans chaque établissement. Les résultats apparaissent aux Tableaux 6 et 7. De tels bilans massiques permettent de comparer les stations entre elles et de comparer nos résultats avec d'autres études. Ces données permettent aussi d'évaluer les rejets d'une station piscicole, avant construction ou expansion, pour différents niveaux de production.

Tableau 6 : Bilans massiques moyens, minimums et maximums, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (4 stations piscicoles), en fonction de l'aliment distribué

Paramètre	Bilan massique (g/kg d'aliment/jour)			
	Affluent		Effluent	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	112,4 (76,4 - 158,7)	111,6 (43,6 - 204,8)	101,3 (64,0 - 146,0)	90,1 (43,6 - 157,6)
DBO_5 dissous	80,8 (53,3 - 113,4)	92,3 (29,0 - 141,8)	63,8 (23,5 - 92,8)	90,2 (29,0 - 126,1)
MES	155,0 (97,2 - 242,7)	162,2 (62,2 - 267,9)	90,6 (79,9 - 107,6)	114,7 (50,1 - 188,2)
MVS	82,6 (59,3 - 120,0)	85,4 (55,9 - 144,8)	55,6 (38,7 - 71,8)	64,0 (10,9 - 149,6)
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	23,6 (20,0 -30,0)	23,8 (8,3 - 33,3)	22,6 (15,2 - 27,4)	21,2 (7,1 - 33,8)
NTK	34,1 (29,6 - 41,5)	38,3 (16,9 - 61,5)	32,6 (26,0 - 35,1)	36,8 (12,5 - 55,7)
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,6 (0,2 - 1,9)	1,0 (0,2 - 2,0)	0,6 (0,2 - 1,8)	0,7 (0,2 - 1,2)
P total	4,9 (3,6 - 6,2)	4,7 (2,3 - 6,7)	4,0 (2,7 - 5,0)	3,9 (1,5 - 6,2)
P dissous	2,9 (1,8 - 4,4)	2,9 (1,0 - 3,7)	2,6 (1,4 - 4,3)	2,6 (0,6 - 3,4)

Lorsque les concentrations sont ramenées en unité de nourriture distribuée, il y a peu de variation entre l'hiver et l'été (Tableau 6). Ce résultat était attendu puisque les poissons étant des animaux poïkilothermes, leur métabolisme varie avec la température. Lorsque la température est plus froide, le transit alimentaire dans le système digestif est plus lent, ce qui amène un appétit et donc une prise alimentaire moindre. La quantité de déchets métaboliques par rapport à la prise alimentaire ne varie donc pas ou peu avec la température.

Par contre, les bilans massiques en fonction de l'inventaire varient avec la saison à cause des taux d'alimentation différents (Tableau 7). Les bilans massiques en fonction de la nourriture ingérée constituent donc la meilleure façon de comparer des études entre elles quand on ne connaît pas les conditions d'échantillonnage. Nous montrons les données en fonction de l'inventaire, car plusieurs auteurs dans la littérature ne présentent leurs données que de cette façon.

Tableau 7 : Bilans massiques moyens, minimums et maximums, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (4 stations piscicoles), en fonction de l'inventaire de poissons

Paramètre	Bilan massique (g/kg de poissons/jour)			
	Affluent		Effluent	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	1,31 (0,93 - 2,20)	0,43 (0,26 - 0,68)	1,19 (0,66 - 2,02)	0,36 (0,16 - 0,52)
DBO_5 dissous	1,01 (0,55 - 2,02)	0,34 (0,23 - 0,47)	0,78 (0,29 - 1,65)	0,34 (0,23 - 0,43)
MES	1,92 (0,72 - 3,26)	0,64 (0,28 - 0,88)	1,07 (0,64 - 1,42)	0,42 (0,25 - 0,55)
MVS	0,93 (0,62 - 1,24)	0,34 (0,26 - 0,44)	0,62 (0,47 - 0,81)	0,21 (0,09 - 0,38)
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	0,27 (0,17 -0,36)	0,09 (0,07 - 0,12)	0,25 (0,18 - 0,28)	0,08 (0,06 - 0,10)
NTK	0,40 (0,25 - 0,53)	0,15 (0,11 - 0,18)	0,38 (0,26 - 0,46)	0,14 (0,10 - 0,17)
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,01 (0,001 - 0,02)	0,003 (0,002 - 0,01)	0,01 (0,001 - 0,02)	0,003 (0,002 - 0,01)
P total	0,06 (0,04 - 0,08)	0,02 (0,02 - 0,02)	0,04 (0,04 - 0,05)	0,01 (0,01 - 0,02)
P dissous	0,03 (0,02 - 0,04)	0,01 (0,01 - 0,02)	0,03 (0,02 - 0,03)	0,01 (0,005 - 0,01)

3.2- Milieu récepteur

Le Tableau 8 présente quelques données sur les rivières recevant les effluents des stations piscicoles échantillonnées. La superficie des bassins versants et les débits d'étiage ont été calculés par la Direction du milieu hydrique du MEF. Les cours d'eau récepteurs ont des débits assez différents. On remarque que la température de l'eau des rivières varie peu en aval de l'émissaire des stations piscicoles, sauf dans un cas à chaque saison où la température a varié de 3 °C. Les deux stations piscicoles, où ces observations ont été faites, avaient des débits, lors de l'échantillonnage, supérieurs aux débits à l'étiage calculés de la rivière. De plus, la température des effluents dans ces cas avait au moins 3 °C de différence avec l'eau de la rivière. Dans tous les autres cas, le débit de la station piscicole ne représentait qu'une fraction du débit calculé de la rivière.

Tableau 8 : Description des rivières réceptrices

Paramètre						
Bassin versant (km^2)[1]	20,88	203,63	46,12	46,67	123,18	1 124
été						
Débit d'étiage Q_{2-7} (L/s)[1]	66	342	164	105	598	3 200
pH	7,2	7,3	6,5	7,8	7,1	7,3
Température en amont de l'émissaire	15,0	19,0	20,0	19,0	17,0	20
Température en aval de l'émissaire	14,0	18,5	17,0	18,0	17,0	20
hiver						
Débit d'étiage Q_{2-7} (L/s)[1]	73	682	210	209	724	19 860
pH	7,2	7,2	6,6	7,5	7,1	
Température en amont de l'émissaire	0	1,0	0	1,0	0	
Température en aval de l'émissaire	2,7	1,0	0	1,0	0	

[1]Barabé (1996)

Le Tableau 9 montre les concentrations observées dans les rivières pour les différents paramètres mesurés. Pour ce tableau, nous avons retenu les données des 5 entreprises qui ont été échantillonnées aux 2 saisons. Contrairement aux valeurs observées dans les effluents des établissements, les concentrations mesurées dans les rivières étaient du même ordre de grandeur dans tous les cas. Dans les cas des stations avec de faibles charges-débit, la mesure des concentrations pour la majorité des paramètres était difficile dans les effluents, car ils étaient trop dilués. Par contre, il y avait quand même des rejets dans le milieu récepteur qui étaient mesurables.

Tableau 9 : Concentrations moyennes, minimales et maximales, en rivière (5 stations piscicoles)

Paramètre	Concentration (mg/L)			
	Amont de l'émissaire		Aval de l'émissaire	
	été	hiver	été	hiver
DBO_5 total	5,5 (2,3 - 12,3)	1,8 (1,3 - 2,3)	5,5 (3,0 - 9,3)	2,6 (1,8 - 3,3)
DBO_5 dissous	3,9 (1,3 - 7,0)	1,3 (0,7 - 2,3)	4,0 (2,7 - 6,3)	1,6 (0,5 - 2,7)
MES	1,3 (0,5 - 2,0)	1,6 (0,5 - 4,7)	1,8 (0,7 - 3,1)	0,9 (0,5 - 1,3)
MVS	0,9 (0,5 - 1,3)	1,0 (0,5 - 2,3)	1,1 (0,5 - 1,7)	0,7 (0,5 - 1,0)
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	0,05 (0,02 - 0,09)	0,07 (0,04 - 0,16)	0,26 (0,16 - 0,39)	0,18 (0,09 - 0,37)
NTK	0,30 (0,12 - 0,47)	0,26 (0,20 - 0,33)	0,56 (0,43 - 0,81)	0,39 (0,18 - 0,69)
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,14 (0,03 - 0,25)	0,41 (0,05 - 0,61)	0,28 (0,04 - 0,45)	0,42 (0,05 - 0,67)
P total	0,02 (0,01 - 0,02)	0,02 (0,01 - 0,03)	0,05 (0,03 - 0,08)	0,03 (0,01 - 0,09)
P dissous	0,01 (0,01 - 0,02)	0,01 (0,01 - 0,02)	0,03 (0,01 - 0,06)	0,02 (0,01 - 0,06)
Colif. totaux	392 (153 - 844)	47 (14 - 103)	1255 (343 - 6783)	62 (19 - 215)
Colif. fécaux	28 (6 - 66)	10 (0 - 37)	25 (4 - 100)	10 (0 - 72)

On observe sur le Tableau 9 que les concentrations sont souvent très faibles et près des limites de détection, particulièrement en hiver. Pour la plupart des paramètres, il y a augmentation des concentrations de l'amont vers l'aval de l'émissaire des stations piscicoles. Les augmentations amont/aval les plus importantes sont pour l'azote ammoniacal et le phosphore total en été.

Nous avons aussi regardé si les précipitations auraient pu avoir une influence importante sur nos résultats. Nous avons obtenu les données de précipitations pour les périodes couvertes par nos échantillonnages ainsi que les données moyennes pour les 25 à 30 dernières années (Gagné,1997). Les précipitations mensuelles étaient, dans la majorité des cas, égales ou légèrement supérieures à la moyenne. Dans un cas à chaque saison, les précipitations mensuelles avaient été 2 fois supérieures à la moyenne des 25 dernières années. Cependant, lorsqu'on regarde les précipitations des 10 jours précédant chaque échantillonnage, il y a eu 2 cas où il y a eu des précipitations

notables 6 jours avant l'échantillonnage et surtout un cas où il y a eu des pluies très fortes 5 jours avant l'échantillonnage. Dans ce dernier cas, il est possible qu'il y ait eu dilution dans la rivière réceptrice, diminuant les concentrations mesurées pour plusieurs paramètres, mais il est aussi possible qu'il y ait eu lessivage des sols avoisinants, ce qui aurait eu l'effet contraire. Cependant, des données prises à différents endroits sur la rivière Eaton en Estrie montrent que le temps de rabattement des crues varie entre 36 et 44 heures pour des bassins versants variant de 86 à 197 km², ce qui est de l'ordre de grandeur des bassins versants des rivières échantillonnées (Couture, 1978). Ces données sont des moyennes pour des périodes variant de 6 à 10 ans. Il est donc peu probable que des pluies qui ont eu lieu 5 jours ou plus avant nos échantillonnages aient eu une influence notable sur nos résultats.

4- Discussion

4.1- Caractérisation des effluents piscicoles

Nos échantillonnages ont montré que pour les entreprises ayant des charges-débit semblables, on observait des concentrations similaires, même si ces entreprises n'avaient pas toutes le même mode d'opération (bassins circulaires, raceways, étangs) ou n'utilisaient pas la même marque de nourriture. La seule tendance qui a été notée, aux 2 saisons d'échantillonnage, était une augmentation des concentrations avec l'intensité de la production (charge-débit). Cette tendance était observable pour tous les paramètres sauf pour les nitrites et nitrates. Stechey et Trudell (1990) ont aussi noté des concentrations accrues en NTK, P total et P dissous avec une augmentation de l'intensité de production. Cependant, nous avons constaté une variabilité assez grande des résultats entre les stations. Ceci a aussi été observé par d'autres chercheurs qui ont comparé plusieurs stations piscicoles (Bergheim *et al.*, 1982 ; Stechey et Trudell, 1990 ; Axler *et al.*, 1997). Ces variations ont été expliquées par plusieurs facteurs : taux de conversion alimentaire, routine de nourrissage, taille des poissons, design des entreprises, procédures de nettoyage des bassins, cycle annuel et quotidien des rejets.

Peu de travaux ont été réalisés pour comparer les rejets selon les types de bassins. Stechey et Trudell (1990), dans une étude réalisée en Ontario sur un grand nombre d'établissements piscicoles, ont observé des résultats similaires pour les raceways rectangulaires et les bassins circulaires. Ces auteurs n'avaient pas tenu compte des étangs dans leur interprétation, car ils jugeaient leurs données non représentatives. Leurs données préliminaires semblaient montrer cependant des résultats différents pour ce dernier type de bassin. Dans les sites avec étangs que nous avons visités, tous avaient aussi au moins un autre type de bassins, raceways ou circulaires. Ceci explique probablement que nous ne puissions pas séparer les sites avec ce paramètre.

Nous avons comparé nos données avec celles publiées par plusieurs auteurs (Tableau 10). Nous avons choisi de comparer les données exprimées en fonction de l'inventaire de poissons. Les résultats sont souvent exprimés de cette façon et ceci permet de comparer des entreprises ayant des débits différents en fonction de l'inventaire, ce qui amènerait des concentrations différentes. On remarque, sur le Tableau 10, que nos valeurs sont similaires ou légèrement supérieures à celles de Axler *et al.* (1997) pour des élevages de truites arc-en-ciel en raceways au Minnesota, ces données étant les plus récentes publiées. Le fait que les données de Axler *et al.* (1997) soient légèrement plus basses que les nôtres pourrait s'expliquer par le fait qu'il y avait peu de systèmes d'oxygénation dans les bassins. Il y avait donc moins de fractionnement des particules, et donc moins de lessivage de nutriments (particulièrement le phosphore) dans l'eau.

On observe aussi, sur le Tableau 10, une tendance à la baisse dans le temps pour tous les paramètres. Ceci reflète bien l'amélioration récente des aliments pour poissons au niveau de la nature des ingrédients et de la balance générale des nutriments dans les aliments. Ces modifications ont amené une diminution du contenu des aliments en azote

et en phosphore et une amélioration des taux de conversion alimentaire. Plusieurs auteurs ont relié ces améliorations avec la diminution des rejets (Carlsson, 1991 ; Ackefors et Enell, 1994 ; Rennert, 1994 ; Talbot et Hole, 1994 ; Goddard, 1996).

Tableau 10 : Bilans massiques en fonction de l'inventaire de poissons, selon différents auteurs

Référence	Bilan massique (g/kg de poissons/jour)						
	DBO_5	MES	N total	N-NH_3+NH_4	N-NO_2+NO_3	P total	P dissous
Liao et Mayo (1974)	4,7-16,4	5,0-58,0		0,34-2,8	0,002-0,96	0,01-0,57[1]	
Bergheim et Selmer-Olsen (1978)	1,6-4,6[2]		0,32-0,80	0,16-0,47	0-0,11[3]	0,05 0,04-0,05[1]	
Warrer-Hansen (1982)	1,88	5,0	0,38	0,13	0,06[3]	0,10 0,05[1]	
Bergheim *et al.* (1984)		3,3-4,8	1,6-1,8	0,53-0,58		0,18-0,22	0,16-0,19
Clark *et al.* (1985)	1,5	0,80-0,94		0,30-0,80	0,13-0,21[3]	0,06-0,17[1]	
Rennert (1994)			0,47			0,16	
Axler *et al.* (1997)	1,10-2,74	0,71-1,15	0,16-0,29	0,07-0,23	0-0,007[3]	0,02-0,036	0,008-0,01
Présente étude[4]	1,19 (0,66-2,02)	1,07 (0,64-1,42)	0,39 (0,26-0,48)	0,25 (0,18-0,28)	0,01 (0,001-0,02)	0,04 (0,04-0,05)	0,03 (0,02-0,03)

[1]Orthophosphates
[2]DBO_7
[3]NO_3
[4]Données estivales à l'effluent de l'étang de sédimentation

Il est connu que le phosphore, mais rarement l'azote, est l'élément limitant de la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques en eau douce (Ackefors et Enell, 1994 ; Painchaud, 1997). Ce paramètre est donc celui qui a le plus d'influence, dans la majorité des cas, sur l'eutrophisation des milieux aquatiques d'eau douce. Dans nos résultats, à l'étang de sédimentation, le phosphore est environ à 60 % sous phase dissoute (Tableau 4), donc plus facilement assimilable par les plantes (Lall, 1991). Plusieurs auteurs rapportent que le phosphore excrété par le poisson se retrouve à environ 65 à 70% lié aux particules (fèces, aliment non consommé) (Merican et Phillips, 1985 ; Stechey et Trudel, 1990 ; Cho *et al.*, 1991 ; Ackefors et Enell, 1994 ; Axler *et al.*, 1997). Par contre, d'autres chercheurs ont observé comme nous des proportions de phosphore dissous de 50 à 85 % du phosphore total (Bergheim *et al.*, 1984 ; Persson, 1991 ; Cripps ; 1995).

Il est généralement accepté que 60 à 80 % du phosphore soit excrété par le poisson sous forme particulaire (Foy et Rosell, 1991b ; Dosdat, 1992 ; Ackefors et Enell, 1994). Mais plusieurs de ces auteurs rapportent une grande variabilité des données d'une expérience à l'autre. Cette variabilité est expliquée par les différences dans le contenu en phosphore dans l'aliment, ainsi que la forme sous laquelle il est présent dans l'aliment et dans les fèces (Lall, 1991 ; Dosdat, 1992). En effet, la forme du phosphore influe beaucoup sur les temps de reminéralisation. Lall (1991) note que les fractions du phosphore liées au calcium sont insolubles, tandis que les fractions liées aux composés organiques seront dissoutes plus ou moins rapidement. Dosdat (1992) rapporte que 26 à 48 % du phosphore présent dans les fèces est resolubilisé en 15 jours à 17°C dans un milieu renouvelé à raison de 50 % du volume par heure. Garcia-Ruiz et Hall (1996) ont montré avec des tests de laboratoire que 40 % du phosphore total compris dans les fèces et 12 % du phosphore de l'aliment non consommé peut passer en solution en 5 heures.

Ces résultats nous amènent à conclure que dans notre étude, il y avait eu remise en solution de phosphore à partir des fèces ou des aliments non consommés, ce qui expliquerait la proportion plus importante de phosphore dissous. Toutes les entreprises visitées avaient des systèmes d'oxygénation dans tous leurs bassins, et notre échantillonnage était fait à l'étang de sédimentation, donc en fin d'utilisation de l'eau. Il y a donc eu possibilité de fractionnement des particules et relâchement accru de phosphore en solution tel que démontré par Garcia-Ruiz et Hall (1996).

Nous avons aussi comparé la quantité de phosphore ingérée avec les rejets mesurés de phosphore à l'effluent de l'étang de sédimentation. Les résultats obtenus sont très variables d'un site à l'autre. En moyenne, de 60,5 % (en été) à 68,5 % (en hiver) du phosphore de l'aliment ne se retrouve pas dans les effluents. En supposant une rétention de 39 % du phosphore ingéré par le poisson (Cho *et al.*, 1991), il y a donc une partie non négligeable du phosphore qui reste dans le système, probablement dans les sédiments des étangs d'élevage ou de sédimentation. Ceci correspond aux proportions présentées par Lall (1991). Selon cet auteur, cette dernière fraction de phosphore est liée au calcium et considérée relativement inerte.

4.2- Qualité des eaux des milieux récepteurs

Les concentrations observées en amont pour tous les paramètres sont dans l'ordre de grandeur des données publiées par le MEF, sauf pour les valeurs de DBO_5 de l'été qui sont anormalement élevées (Bérubé, 1991 ; Simoneau, 1991 ; Robitaille, 1995 ; MEF, 1996 ; Robitaille, 1997). Nos résultats d'été proviennent d'échantillons composés sur 24 heures avec un échantillonneur automatique, alors que les prélèvements d'hiver avaient été faits manuellement. Kelly et Karpinski (1994) ont aussi obtenu, pour des échantillons d'eaux piscicoles non traitées, des valeurs élevées de DBO_5 avec des échantillons composés de 24 heures par rapport à la moyenne de prélèvements manuels. Ces auteurs suggèrent comme explication que la présence de particules solides augmentent de façon disproportionnée la DBO_5 dans l'échantillon composé.

Une autre raison pouvant expliquer ces valeurs élevées de DBO_5 est la non-correspondance entre nos stations d'échantillonnage et celles du MEF. Les stations principales du MEF pour lesquelles des données sont publiées et avec lesquelles nous avons comparé nos résultats étaient parfois situées assez loin de nos points d'échantillonnage. Les stations piscicoles se retrouvaient plus vers la tête des bassins versants, souvent sur de petits tributaires, où le MEF avait moins de points d'échantillonnage. L'analyse de DBO_5 est dépendante non seulement de la composition chimique de l'eau, mais aussi de son contenu bactérien, lequel peut varier rapidement dans le temps et dans l'espace, particulièrement lorsque le débit du cours d'eau est peu élevé comme cela peut être le cas des petits tributaires. Ceci pourrait aussi expliquer que seules nos valeurs de DBO_5 sont différentes.

Si on ne tient pas compte des valeurs estivales de DBO_5 qui ont pu être influencées par le mode d'échantillonnage utilisé, seules les concentrations estivales de phosphore, dans les rivières en aval des émissaires des stations piscicoles, dépassent les critères de qualité de l'eau du MEF (Tableau 11). En hiver, les concentrations de phosphore sont à la limite du critère. Cependant, comme décrit plus haut, le phosphore est l'élément limitant de la croissance des plantes en eau douce et donc de l'eutrophisation des cours d'eau. Les efforts d'épuration des effluents piscicoles devront donc porter ultimement sur ce paramètre. Il s'agit cependant ici de valeurs moyennes. L'effort d'épuration pourra aussi être ajusté selon la capacité de dilution et d'absorption du milieu récepteur.

Tableau 11 : Comparaison des concentrations en rivières avec les critères de qualité de l'eau du MEF

Paramètre	Concentration (mg/L) Rivières en aval de l'émissaire		Critères de qualité de l'eau du MEF[1] (mg/L)
	été	hiver	
DBO_5 total	5,5	2,6	3,0[2]
MES	1,8	0,9	10,0[3]
$N\text{-}NH_3 + NH_4$	0,26	0,18	1,77 à 0,76[4]
NTK	0,56	0,39	
$N\text{-}NO_2 + NO_3$	0,28	0,42	40,0[5]
P total	0,05	0,03	0,02 à 0,20[6] 0,03[7] 0,02[8]

[1]Critères de toxicité chronique pour la vie aquatique (tiré de MENVIQ, 1990)
[2]Pour une température estivale moyenne de 21 °C
[3]MES ajoutées aux eaux de surface par l'activité humaine
[4]Variable selon le pH et la température (valeurs indiquées pour des pH variant de 7,0 à 8,0 et des températures variant de 15,0 à 20,0 °C)
[5]Critère pour les nitrates
[6]Critère pour les nitrites, la concentration permissible augmente avec les concentrations de chlorures dans le milieu aquatique
[7]Critère dans les rivières
[8]Critère en milieu lacustre

McNeely *et al.* (1980), dans le guide des paramètres de la qualité des eaux d'environnement Canada, recommandent comme concentrations souhaitables pour le phosphore : 0,10 mg/L dans les eaux courantes, 0,05 mg/L dans les eaux se jetant dans les lacs et les réservoirs et 0,025 mg/L dans les lacs et les réservoirs. Il est aussi intéressant de comparer les valeurs obtenues avec la classification suédoise visant la protection des lacs et des cours d'eau. Cette comparaison est valable dans la mesure où les conditions climatiques, hydrologiques, pédologiques et écologiques s'apparentent à celles du Québec (Painchaud, 1997). En Suède, pour le phosphore total, on considère comme élevées des concentrations entre 0,025 et 0,05 mg/L et comme très élevées des concentrations supérieures à 0,05 mg/L. Pour la DBO_5 des valeurs inférieures à 5 mg/L sont considérées comme très faibles (Painchaud, 1997). Les valeurs estivales que nous avons observées pour le phosphore et la DBO_5 sont donc égales ou inférieures au niveau des critères canadien et suédois.

4.3- Impacts sur le milieu récepteur

Le premier impact observé des effluents piscicoles sur les eaux de rivière est un léger refroidissement des eaux en été. Les écarts de température entre l'amont et l'aval de l'émissaire varient entre 0 et 1°C, sauf un cas où il y a 3°C de différence. De tels refroidissements de la température des rivières en été ont plutôt un impact positif sur les cours d'eau, favorisant une plus grande solubilité de l'oxygène.

Comme il est souvent cité dans la littérature (UMA Engineering, 1988 ; Stechey et Trudell, 1990 ; Westers, 1991 ; Cripps, 1994 ; Cripps et Kelly, 1995), nous avons aussi observé que les effluents piscicoles sont très dilués par rapport à d'autres champs d'activité. Cripps (1994) a préparé un tableau comparatif indiquant des concentrations typiques de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels en Suède (Tableau 12). On se rend compte qu'à cause des faibles concentrations dans les eaux de rejets des stations piscicoles, il peut être difficile de traiter ces eaux en prenant des méthodes développées pour des effluents industriels ou municipaux.

Tableau 12 : Concentrations de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels

Type d'effluent	DBO_5 (mg/L)	MES (mg/L)	Azote total (mg/L)	P total (mg/L)
Pisciculture	8	14	1,4	0,125
Égout domestique				
faible	110	350	20	4
moyen	220	720	40	8
élevé	400	1200	85	15
Égout pluvial	14	170	3,5	0,350
Usine de pâte à papier	1800			
Usine de transformation de viande	640	300	3	

tiré de Cripps (1994)

Malgré ces faibles concentrations, les forts débits des entreprises piscicoles peuvent cependant amener une charge non négligeable localement dans le milieu récepteur, particulièrement si celui-ci est déjà enrichi. Le Tableau 13 montre des exemples d'apports quotidiens de certains contaminants provenant de divers effluents. On constate que les apports massiques d'une station piscicole sont moindres que ceux d'une petite municipalité qui n'a pas de système de traitement des eaux. Ces apports varient aussi de façon importante entre les saisons, à cause du refroidissement des températures et donc de la prise alimentaire par les poissons.

Tableau 13 : Apports massiques de divers contaminants dans des effluents domestiques ou industriels

Type d'effluent	DBO_5 (kg/j)	MES (kg/j)	P total (kg/j)
Pisciculture (été)[1]	65	59	2,2
Pisciculture (hiver)[1]	20	23	0,6
Municipalité de 2000 habitants sans station d'épuration[2]	113	126	4,2
Charcuterie[2]	43	44	0,5
Usine laitière[2]	432	166	17,5

[1]Données moyennes pour une production annuelle de 100 t (nos données)
[2]Tiré de Robitaille (1995)

4.4- Méthodes de réduction des rejets de phosphore

Il a été montré précédemment que les efforts de traitement des effluents piscicoles devraient surtout viser la réduction de la charge en phosphore total, puisque cet élément contribue le plus à l'eutrophisation des milieux aquatiques d'eau douce et que les rivières réceptrices dépassaient le critère de qualité de l'eau pour ce seul paramètre. Le phosphore provient de l'aliment donné au poisson. Selon Lall (1991), une stratégie de réduction des rejets en phosphore provenant des opérations aquicoles devrait être basée sur :

- la réduction de phosphore dans l'aliment sans affecter la croissance, la conversion alimentaire, la santé, la reproduction, etc. ;
- la sélection d'ingrédients et de suppléments alimentaires ayant une bonne biodisponibilité du phosphore ;
- la sélection de suppléments alimentaires ayant une bonne absorption du phosphore et une faible solubilité dans l'eau ;
- le développement d'aliments ayant une meilleure conversion alimentaire ;
- la réduction des pertes d'aliments.

Beaucoup de travail a déjà été accompli dans cette voie de réduction à la source. Goddard (1996) présente un tableau montrant que le contenu en phosphore des aliments à truite en Europe est passé de 2,5 %, dans les années 1950, à 0,9 %, en 1990. En Suède, les émissions de phosphore sont passées de 20 kg par tonne de poissons produits en 1984 à 10 kg par tonne en 1988 ; le taux de conversion a diminué dans le même temps de 1,9 à 1,45 (Carlsson, 1991). Les aliments les plus récents ne produisent maintenant qu'environ 4,5 kg par tonne de production (Cho et Bureau, 1997). Les valeurs observées dans le présent travail sont de cet ordre. Ces améliorations ont été permises au départ par l'amélioration des techniques de production des aliments,

notamment par l'utilisation des procédés d'extrusion à partir de 1984, et de pulvérisation de surface en 1988 (Johnsen et Wandsvik, 1991). Ces techniques ont permis de produire des aliments ayant une meilleure stabilité physique, d'augmenter la quantité de lipides en remplacement d'une partie des protéines, d'améliorer la digestibilité des hydrates de carbone tout en diminuant leur quantité au strict nécessaire pour la cohésion des granulés. Ceci a rendu possible la production des aliments haute énergie ayant une meilleure efficacité alimentaire et produisant moins de déchets.

Des améliorations peuvent encore être apportées aux aliments par la diminution des proportions de farine de poisson dans les aliments et leur remplacement par des farines végétales à faible contenu de phosphore. Présentement, le phosphore dans ces farines est mal utilisé par les poissons, ce qui peut créer des problèmes de santé. Les phytases, dont l'estomac des poissons est dépourvu, permettraient de mieux assimiler le phosphore des protéines végétales. Les phytases sont cependant sensibles à la chaleur. Des technologies d'utilisation de ces enzymes devront être développées pour régler ce problème (Lall, 1991). Une autre voie prometteuse, mais toujours expérimentale, est l'utilisation de suppléments à base de phosphore minéral (defluorinated rock phosphate) conjointement avec des farines végétales. Ce phosphore minéral est facilement absorbé par le poisson et est peu soluble (Lall, 1991). Ketola et Harland (1993) ont développé un aliment contenant ce supplément. Ils ont obtenu, dans des expériences avec des truites arc-en-ciel, une croissance équivalente à 86 % d'un aliment conventionnel tout en diminuant les rejets de phosphore de 40 à 51 %.

Les améliorations futures pour la réduction du phosphore à la source sont donc encore au stade expérimental. Cependant, d'autres technologies peuvent être examinées pour diminuer les rejets de phosphore. Environ 70 % du phosphore excrété par le poisson est lié aux particules (Lall, 1991 ; Dosdat, 1992), mais une part non négligeable (25 à 50 %) de celui-ci peut être resolubilisée assez rapidement (Dosdat, 1992 ; Garcia-Ruiz et Hall, 1996). On peut donc conclure qu'un enlèvement rapide des matières en suspension permettrait de réduire le phosphore dans l'effluent (Westers, 1991, Hansen et Filion, 1993 ; Cripps et Kelly, 1995). Un traitement avant fractionnement des particules permettrait de réduire la solubilisation du phosphore et d'améliorer le rendement des techniques de sédimentation (Hansen et Filion, 1993).

Plusieurs auteurs ont passé en revue les différentes méthodes de traitement des effluents piscicoles (UMA Engineering, 1988 ; Hansen et Filion, 1993 ; Cripps, 1994 ; Cripps et Kelly, 1995 ; Lemarié, 1997). Ces auteurs rapportent que plusieurs méthodes sont peu utilisées en pisciculture parce que trop coûteuses à l'opération (hydrocyclone, centrifugeuse, écumage, filtre à sable), d'efficacités douteuses ou peu documentées (concentrateur tourbillonnant, écumage), d'entretien difficile (décanteur lamellaire, filtre à sable). De plus, ces méthodes entraînent souvent un fractionnement des particules augmentant ainsi le relâchement de nutriments dans l'eau.

Les méthodes de traitement retenues par ces auteurs sont la sédimentation et la filtration sur micro-tamis rotatif. Des zones de sédimentation ont l'avantage d'être assez peu coûteuses à installer et à opérer et il n'y a pas de fractionnement des particules. Selon Stechey et Trudell (1990), un étang de sédimentation bien conçu pourrait avoir

une efficacité d'enlèvement des MES variant entre 80 et 90 %, et de 60 à 70 % pour le phosphore. Nous n'avons pas observé d'efficacité aussi élevée dans notre étude. Aucun étang n'était construit suivant le plan recommandé par Stechey et Trudell (1990) et nous n'avons pas vérifié si les superficies, les débits spécifiques, les vitesses de courant et le type d'écoulement étaient conformes à leurs recommandations. Ces variables sont d'ailleurs beaucoup plus importantes que le temps de rétention pour obtenir une bonne efficacité de sédimentation (Stechey et Trudell, 1990 ; Hansen et Filion, 1993). Un examen plus poussé des étangs permettrait de vérifier ces points. Enfin, il faut noter que les établissements piscicoles commerciaux visités avaient des systèmes d'oxygénation par bullage dans les bassins, ce qui entraînait une fragmentation des particules et donc une moins bonne sédimentation.

Pour améliorer ces performances et éviter une remise en solution du phosphore, il faudrait procéder à un enlèvement des MES le plus rapidement possible. Hansen et Filion (1993) présentent une méthode d'enlèvement des MES dans les unités d'élevage qui pourrait avoir une efficacité d'enlèvement des MES variant entre 75 et 80 %. Cette méthode est applicable dans les raceways et dans les bassins circulaires et demande certaines conditions telles que la présence d'une zone de sédimentation représentant 15 % de la surface du bassin, l'absence d'aération et une capacité auto-nettoyante des bassins.

Une entreprise échantillonnée dans notre étude avait un système similaire mais avec bullage dans les raceways. Dans ce système, chaque raceway a une zone de sédimentation correspondant à environ 15 % de sa surface. Les sédiments accumulés dans cette zone sont vidangés 1 à 2 fois par semaine, selon la saison. De plus, à la fin de tous les bassins, on retrouve un bassin de sédimentation en béton, qui reçoit l'eau de toutes les lignes de raceways avec un temps de rétention d'environ 15 minutes. L'entrée et la sortie de ce bassin sont à la pleine largeur tel que recommandé par Hansen et Filion (1993). Les sédiments accumulés dans ce dernier bassin sont aussi vidangés régulièrement. Les sédiments vidangés sont envoyés dans des silos d'accumulation. L'eau surnageante de ces silos et l'eau du bassin de sédimentation en béton vont ensuite dans un étang de sédimentation en terre ayant environ 2 heures de rétention. Les résultats pour cette entreprise démontrent des quantités de MES par kg d'inventaire de poissons nettement inférieures aux autres entreprises. Par contre, la quantité de phosphore à l'étang de sédimentation est similaire aux autres entreprises, sauf qu'il est à 85 % sous forme dissoute. Pour les autres entreprises, cette proportion varie de 45 à 60 %. On peut poser comme hypothèse que le procédé d'enlèvement des MES est efficace, mais que le phosphore est remis en solution dans les zones de sédimentation ou dans les silos. Ce problème pourrait peut-être se régler en n'envoyant pas le surnageant des silos dans l'étang de sédimentation. Un échantillonnage supplémentaire permettrait de démontrer l'efficacité d'enlèvement des MES dans ce système et l'origine du phosphore dissous. Si ces données se confirment, il serait donc possible d'enlever une bonne partie des MES et du phosphore particulaire d'une façon assez simple.

L'autre méthode reconnue la plus apte à l'élimination des MES est la filtration sur micro-tamis rotatif aussi appelé filtre à tambour (Cripps, 1994 ; Lemarié, 1997). Cripps et Kelly (1995) cite des efficacités d'enlèvement de 67 à 97 % des MES, 4 à 89 % de l'azote

total et 21 à 86 % du phosphore total pour un filtre avec un tamis de 60 µm. Ces auteurs ont aussi observé que l'efficacité variait proportionnellement avec la quantité de déchets dans l'effluent. Moutounet (1995), dans des tests de comparaison de plusieurs modèles de filtres à tambour, a observé des rendements de 22 à 70 % d'enlèvement des MES. Thomas (1997) cite des efficacités d'enlèvement pouvant varier de 20 % dans le cas d'eaux peu chargées à 80 % dans le cas d'eaux très chargées en MES. Ces dernières données proviennent d'observations faites dans plusieurs stations piscicoles françaises. Elles confirment aussi que plus les eaux de rejets sont chargées en MES, plus le filtre à tambour sera efficace. Lemarié (1997) présente des résultats de Lamotte (1992) où les taux d'abattement des MES varie de 50 % avec un tamis de 60 µm à 40 % avec 63 µm et 30 % avec 80 µm. Il est difficile de comparer ces données provenant d'expériences faites dans des conditions souvent inconnues avec des filtres différents. Il serait donc préférable de refaire des expériences dans des conditions typiques des entreprises québécoises pour vérifier l'efficacité de ce type d'équipement.

D'autres méthodes de traitement pourraient aussi être mises à l'essai. L'utilisation de lagunes ou de marais artificiels pourrait être envisageable pour diminuer les concentrations de phosphore dans les eaux de lavage des micro-tamis rotatifs ou dans les eaux surnageantes de silos et de bassins de sédimentation. Ces techniques ne peuvent cependant supporter de trop fortes charges hydrauliques. Des techniques de lagunage à haut rendement ont été essayées en France avec des effluents d'un élevage expérimental de truites arc-en-ciel (CEREMHER, 1993). Les rendements maximums obtenus pour l'abattement du phosphore total sont de 93 %. Mais les superficies demandées étaient très grandes et il est douteux qu'un tel système pourrait fonctionner à l'année sous nos climats. Une autre technique mise à l'essai aux États-Unis est la production maraîchère dans des serres hydroponiques (Adler *et al.*, 1996a). Cette technique a permis d'enlever 99 % du phosphore dissous d'un effluent piscicole de truites arc-en-ciel, et d'amener les concentrations à moins de 0,001 mg/L à partir de concentrations initiales de 0,5 mg/L. Le taux maximal d'enlèvement de phosphore était cependant de 100 mg P/m²-jour. Pour traiter les effluents d'une station piscicole de taille commerciale, il faudrait donc une serre gigantesque. Adler *et al.* (1996b) ont aussi mis à l'essai une technique de marais artificiel à écoulement horizontal avec récolte bi-hebdomadaire de la croissance des plantes en surface. Ceux-ci ont obtenu des rendements supérieurs à 90% pour l'enlèvement du phosphore total. Cette technique n'est cependant pas applicable sous nos climats. Une dernière méthode serait l'utilisation de marais artificiels à écoulement sous la surface avec un média filtrant contenant des ions ferreux ou d'aluminium. Une certaine déphosphatation serait alors possible par adsorption sur ces ions (Villeneuve et Maltais, 1994 ; Adler *et al.*, 1996b). Ceci serait aussi possible sur un média filtrant enrichi en calcium (Comeau, 1997). Drizo *et al.* (1997) ont obtenu des taux d'enlèvement de phosphore de 98 à 100 % avec un marais artificiel à écoulement sous la surface et utilisant du schiste argileux comme substrat. Des expériences doivent cependant être menées pour vérifier l'efficacité d'un tel système dans nos conditions.

5- Conclusion

Même si les entreprises piscicoles fonctionnent selon des modes différents, leurs effluents sont assez similaires lorsque les charges de poissons sont semblables par rapport au débit d'eau. Ces effluents sont très dilués, mais les débits impliqués sont importants. Comme toute activité humaine, la pisciculture peut avoir des impacts sur le milieu récepteur. Cependant, lorsqu'on compare cette activité à d'autres, la pisciculture n'est pas particulièrement polluante. Le seul contaminant pouvant avoir un impact négatif sur le milieu est le phosphore qui peut amener l'eutrophisation de milieux sensibles. Selon l'état du milieu récepteur, les nouveaux projets devront possiblement prévoir des formes plus ou moins poussées de traitement des effluents. Étant donné les faibles concentrations de phosphore dans les effluents piscicoles, les méthodes classiques de déphosphatation utilisés dans les municipalités ne peuvent être utilisées comme telles. Des méthodes alternatives de traitement devront donc être développées et mises à l'essai, ce qui permettra peut-être de développer la pisciculture sur des sites présentement trop sensibles.

6- Remerciements

L'auteur tient à remercier M. Jean-Guy Demers et M. Jean-Paul Dubois de la Direction de l'estuaire et des eaux intérieures du MAPAQ ainsi que M. Robert Champagne de la Direction de l'innovation et des technologies du MAPAQ pour leur participation à l'échantillonnage. M. Robert Champagne a aussi participé à l'élaboration du projet. Des remerciements sont aussi adressés aux propriétaires et aux employés des stations piscicoles visitées, ainsi qu'à l'Association des aquiculteurs du Québec pour leur support à la réalisation de ce projet. M^{me} Sylvie Doucet a procédé à la mise en page du document, ce qui a été très apprécié.

7- Références

Ackefors, H., Enell, M. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. Journal of Applied Ichthyology, 10 : 225-241.

Adler, P.R., S.T. Summerfelt, D.M. Glenn et F. Takeda. 1996a. Evaluation of the effect of a conveyor production strategy on lettuce and basil productivity and phosphorus removal from aquaculture wastewater. Environmental Research Forum, 5-6 : 131-136.

Adler, P.R., S.T. Summerfelt, D.M. Glenn et F. Takeda. 1996b. Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements. Water Environment Research, 68 (5) : 836-840.

Alabaster, J.S. 1982. Report of the EIFAC workshop on fish-farm effluents. Silkeborg, Denmark, 26-28 Mai 1981. EIFAC Technical paper no. 41. 166 p.

APHA, AWWA, WES. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18^{e} édition. American Public Health Association, Washington, D.C.

Axler, R.P., C. Tikkanen, J. Henneck, J. Schuldt et M.E. McDonald. 1997. Characteristics of effluent and sludge from two commercial rainbow trout farms in Minnesota. The Progressive Fish-Culturist, 59 : 161-172.

Barabé, Gilles. 1996. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du milieu hydrique, Service de l'hydrologie et de la cartographie, 150, boul. René-Lévesque Est, 9^{e} étage, Québec (Québec), G1R 4Y1.

Bergheim, A., H. Hustveit, A. Kittelsen et A.R. Selmer-Olsen. 1984. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980-1981. Aquaculture, 36 : 157-168.

Bergheim, A., et A.R. Selmer-Olsen. 1978. River pollution from a large trout farm in Norway. Aquaculture, 14 : 267-270.

Bergheim, A., A. Sivertsen et A.R. Selmer-Olsen. 1982. Estimated pollution loadings from Norwegian farms. I. Investigations 1978-1979. Aquaculture, 28 : 347-361.

Bérubé, P. 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Bécancour, 1979 à 1989. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Envirodoq no. 910401, QEN/QE/73/E. 188 p. + 14 annexes.

Carlsson, S.-A. 1991. Fish feed and environmental impact : a review of the Swedish development during the last decade. DANS : C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.).

Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 111-114.

CEMAGREF. 1983. Salmoniculture et environnement, Volume 1 : Évaluation de la pollution rejetée par les salmonicultures intensives. CEMAGREF, Bordeaux, France. 71 p.

CEREMHER. 1993. Effluents piscicoles - traitement et recyclage par techniques lagunaires. CEREMHER, Mèze, France. 165 p.

Cho, C.Y. et D.P. Bureau. 1997. Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. The Progressive Fish Culturist, 59 : 155-160.

Cho, C.Y., J.D. Hynes, K.R. Wood et H.K. Yoshida. 1991. Quantitation of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods ; the development of high nutrient dense (HND) diets. DANS : C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 37-50.

Clark, E.R., J.P. Harman et J.R.M. Forster. 1985. Production of metabolic and waste products by intensively farmed rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. Journal of Fish Biology, 27 : 381-393.

Comeau, Y. 1997. Communication personnelle. École polytechnique de Montréal, département de génie civil, C.P. 6079, succ. Centre-ville, Montréal (Québec), H3C 3A7.

Cornel, G.E. et F.G. Whoriskey. 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Québec. Aquaculture, 109 : 110-117.

Couture, R. 1978. Caractéristiques des crues estivales observées aux stations hydrométriques. Ministère des Richesses naturelles, Direction générale des eaux, Service de l'hydrométrie, Québec.

Cowey, C.B. et C.Y. Cho (eds.). 1991 Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario. 275 p.

Cripps, S.J. 1994. Minimizing outputs: treatment. Journal of Applied Ichthyology, 102 : 84-294.

Cripps, S.J. 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. Aquaculture, 133 : 323-339.

Cripps, S.J. et L.A. Kelly. 1995. Effluent treatment to meet discharge consents. Trout News, 20 : 15-24.

Dosdat, A. 1992. L'excrétion chez les poissons téléostéens : II - Le phosphore. La pisciculture française, no. 109 : 18-29.

Drizo, A., C.A. Frost, K.A. Smith et J. Grace. 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. Water Science Technology, 35 : 95-102.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Références sur la qualité des eaux, guide des paramètres de la qualité des eaux. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa. 100 p.

Foy, R.H. et R. Rosell. 1991a. Loadings of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. Aquaculture, 96 : 17-30.

Foy, R.H. et R. Rosell. 1991b. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. Aquaculture, 96 : 31-42.

Gagné, R. 1997. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du milieu atmosphérique, 675, boul. René-Levesque Est, 5^{e} étage, Québec (Québec), G1R 5V7.

Gagnon, D. 1997. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques du secteur municipal, 5199, rue Sherbrooke Est, bureau 4800, Montréal (Québec), H1T 3X9.

Garcia-Ruiz, R. et G.H. Hall. 1996. Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquaculture, 145 : 183-193.

Goddard, S. 1996. Feed management in intensive aquaculture. Chapman and Hall, New York, USA. 194 p.

Hansen, L. et G. Filion. 1993. Traitement des rejets des stations piscicoles du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Rapport déposé au Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec. 56 p. + 4 annexes.

Johnsen, F. et A. Wandsvik. 1991. The impact of high energy diets on pollution control in the fish farming industry. DANS : C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 51-63.

Kendra, W. 1991. Quality of salmonid hatchery effluents during a summer low-flow season. Transactions of the American Fisheries Society, 120 : 43-51.

Ketola, H.G. et B.F. Harland. 1993. Influence of phosphorus in rainbow trout diets on phosphorus discharges in effluent water. Transactions of the American Fisheries Society, 122 : 1120-1126.

Lall, S.P. 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary phosphorus in fish. DANS : C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 21-36.

Laporte, A. et A. Pellerin. 1994. Pisciculture de Tadoussac, caractérisation des effluents liquides, municipalité de Tadoussac. Rapport préparé par Roche ltée Groupe-conseil, Division assainissement pour la Société québécoise d'assainissement des eaux, Québec. 55 p. + 3 annexes.

Lemarié, G. 1997. Les rejets particulaires des élevages de poissons : caractéristiques et méthodes d'élimination. La pisciculture française, 127 : 2-11.

Lévesque, F. 1989. Implantation d'établissements aquicoles en bordure de rivières à saumon : impacts et normes. Rapport préparé par la Fédération québécoise pour le saumon atlantique pour le Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec. 90 p. + 3 annexes.

Liao, P.B. et R.D. Mayo. 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. Aquaculture, 3 : 61-85.

MEF. 1996. Qualité des eaux du bassin de la rivière des Outaouais, 1979-1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, rapport no. QE-105/1, Envirodoq no. EN960174. 88 p. + 7 annexes.

MENVIQ. 1990. Critères de qualité de l'eau. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Québec. 425 p.

Merican, Z.O. et M.J. Phillips. 1985. Solid waste production from rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, cage culture. Aquaculture and Fisheries Management, 1 : 55-69.

Moccia, R.D. et D.J. Bevan. 1996. Aquastats 1995 - Ontario aquacultural production in 1995 and situation outlook. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, Aquaculture Extension Centre No. 96-001, 4 p.

Moutounet, Y. 1995. Traitements des matières en suspension et valorisation des boues de pisciculture : principaux résultats d'expérimentations. La pisciculture française, 122 : 11-17.

Morin, R. 1997. La production piscicole au Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Station technologique piscicole des eaux douces, Québec. Document d'information no. 2 : 7 p.

New, M.B. 1997. Aquaculture and the capture fisheries, balancing the scales. World Aquaculture, 28 (2) : 11-30.

Painchaud, J. 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec. 58 p.

Persson, G. 1991. Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters : Scandinavian experiences. DANS : C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 163-185.

Rennert, B. 1994. Water pollution by a land-based trout farm. Journal of Applied Ichthyology, 10 : 373-378.

Robitaille, P. 1995. Qualité des eaux du bassin de la rivière Etchemin, 1979 à 1994. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, rapport no. QE-103, Envirodoq no. EN950563. 43 p. + 8 annexes.

Robitaille, P. 1997. Qualité des eaux des bassins des rivières Maskinongé et du Loup, 1979 à 1996. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq no. EN970057, rapport no. QE-107. 74 p. + 6 annexes.

Simoneau, M. 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière, 1976 à 1988. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, rapport no. QE—68-1, Envirodoq no. 910053. 207 p. + 9 annexes.

Stechey, D. et Y. Trudell. 1990. Aquaculture wastewater treatment : wastewater characterization and development of appropriate treatment technologies for the Ontario trout production industry. Rapport préparé par Canadian Aquaculture Systems pour Ministry of Environment, Environmental Services, Water Ressources Branch, Toronto, Ontario. 88 p. + 5 annexes.

Talbot, C. et R. Hole. 1994. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. Journal of Applied Ichthyology, 10 : 258-270.

Thomas, B.-M. 1997. L'utilisation des filtres à tambour devrait se généraliser. Aqua-Revue, No 70 : 29-31.

UMA Engineering Ltd. 1988. Waste water treatment in aquaculture facilities. Rapport déposé à Ministry of Environment, Water Reasources Branch, Toronto, Ontario. 61 p. + 3 annexes.

Villeneuve, R. et P. Maltais. 1994. Conception de systèmes de traitement des eaux usées municipales québécoises à partir de marais artificiels. Sciences et techniques de l'eau, 27 (3) : 45-54.

Warrer-Hansen, I. 1982. Evaluation of matter discharged from trout farming in Denmark. DANS : J.S. Alabaster, Report of the EIFAC workshop on fish-farm effluents. Silkeborg, Denmark, 26-28 Mai 1981. EIFAC Technical paper no. 41 : 57-63.

Westers, H. 1991. Operational waste management in aquaculture effluents. DANS : C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.). Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, p. 231-238.